DOI:10.11931/guihaia.gxzw202311022

海南岛红树林生态系统总初级生产力分布格局及形成机制

郑尹齐[1,2,3]，史娴[3,4]，陈权[3,5]，乌兰[3,5]，崔嵬[6]，王文梅[1,2]，孙仲益[3,5,*]，谭珂[7*]

（1. 海南省海洋地质资源与环境重点实验室，海口 570206；2. 海南省生态环境地质调查院，海口 570206；3. 海南大学 生态与环境学院，海口 570203；4. 黑龙江大学 水利电力学院，哈尔滨 150006；5. 海南省农林环境过程与生态调控重点实验室，海口 570228；6. 国家林业与草原局发展研究中心，北京 100714；7. 广西壮族自治区中国科学院广西植物研究所 广西喀斯特植物保育与恢复生态学重点实验室，广西 桂林 541006）

摘　要：红树林具有较高的光合速率和较低的光补偿点，表现出较高的总初级生产力（gross primary production，GPP），是“蓝碳”重要组成。准确估算区域红树林生态系统 GPP 并量化其限制因素贡献对我国实现“双碳”目标具有重要意义。该文利用 Sentinel-2 影像和环境因子数据，基于红树植被光合作用光利用效率模型估算了 2016—2020 年海南岛红树林生态系统 GPP，并探究其时空分布格局及形成机制。结果表明：（1）研究期间内，海南岛红树林生态系统年 GPP 呈现出增长趋势，东部高于西部，北部高于南部；（2）在形成机制上，海南岛红树林生态系统 GPP 时空分布格局受到多气象因素综合影响，年内季节性上 GPP 在“旱→雨”过渡期随着空气温度（air temperature，T_{air}）的限制降低、光合有效辐射（photosynthetically active radiation，PAR）与海水温度的促进作用，展现出较高的 GPP；旱季中期 T_{air} 低，对 GPP 限制严重，但随着纬度的降低，T_{air} 限制的程度被减弱；雨季则由于较高的云覆盖，使得 PAR 成为 GPP 的限制因素。该研究结果为评估区域红树林对于全球碳循环的贡献提供基础数据，为揭示影响红树林生态系统碳动态的关键环境因素提供理论支撑。

关键词：MVP-LUE 模型，哨兵影像，时空分布格局，限制因子，红树林生态系统，海南岛

中图分类号：Q948　　　　　　　　　　**文献标识码**：A

Spatiotemporal patterns of gross primary production of mangrove ecosystems in Hainan Island and their driving mechanisms

ZHENG Yinqi[1,2,3], SHI Xian[3,4], CHEN Quan[3,5], WU Lan[3,5], CUI Wei[6], WANG Wenmei[1,2], SUN Zhongyi[3,5,*], TAN Ke[7*]

（1. *Hainan Key Laboratory of Marine Geological Resources and Environment*, Haikou 570206, China; 2. *Comprehensive Institute of Ecological Environmental Geological Investigation Hainan Province*, Haikou 570206, China; 3. *College of Ecology and Environment*, *Hainan University*, Haikou 570203, China; 4. *College of Water Conservancy and Electric Power*, *Heilongjiang University*, Harbin 150006, China; 5. *Hainan Key Laboratory of Environmental Processes and Ecological Regulation in Agriculture and Forestry*, Haikou 570228, China; 6. *Development Research Center of State Forestry and Grassland Administration*, Beijing 100714, China; 7. *Guangxi Key Laboratory of Plant Conservation and Restoration Ecology in Karst Terrain*,

---

基金项目：海南省重点研发计划项目（ZDYF2022SHFZ111）；海南省自然科学基金高层次人才项目（322RC580，422RC594）；海南省海洋地质资源与环境重点实验室开放基金（23-HNHYDZZYHJKF035）。

第一作者：郑尹齐(2000-)，硕士研究生，研究方向为红树林生态系统碳循环，（E-mail）styhjxyzyq@163.com。

[*]**通信作者**：孙仲益，博士，副教授，研究方向为生态系统建模，（E-mail）gis.rs@hainanu.edu.cn；谭珂，博士，副研究员，研究方向为植物多样性保育与可持续利用，（E-mail）tank0507@126.com。

Guangxi Institute of Botany, *Guangxi Zhuang Autonomous Region and Chinese Academy of Sciences*, Guilin 541006, Guangxi, China）

Abstract: Mangrove forests, characterized by high photosynthetic rates and low light compensation point, exhibit high Gross Primary Production (GPP), an important component of "blue carbon". Accurate estimation of regional GPP and quantification of its limiting factors are greatly significant for China to achieve its carbon neutrality goals. In this paper, we estimated the GPP of mangrove ecosystems in Hainan Island from 2016 to 2020 based on the Mangrove Vegetation Photosynthesis Light Use Efficiency (MVP-LUE) model using Sentinel-2 imagery and environmental data; and we also explored the spatiotemporal distribution pattern of GPP and its driving mechanism. The results were as follows: (1) During the study period, the annual GPP of mangrove ecosystems on Hainan Island showed an increasing trend, with higher GPP in the eastern than western regions and northern than southern regions. The mangroves distributed over a large area in northeastern Hainan Island dominate the temporal variation patterns at the whole island scale. However, distinct differences exist in the temporal dynamics across different regions of the mangrove ecosystem in Hainan Island. (2) In terms of the formation mechanism, the spatial and temporal distribution pattern of GPP of mangrove ecosystems on Hainan Island was driven by a combination of multiple meteorological factors. Seasonally within each year, during the transition from the dry season to rainy season, GPP was higher due to lower limitation from air temperature (T_{air}), and the promoting effects of photosynthetically active radiation (PAR) and sea surface temperature; in the middle of the dry season, low T_{air} imposed a serious limitation on GPP, but this T_{air} limitation was weakened with decreasing latitude. In the rainy season, higher cloud cover resulted in PAR becoming a limiting factor for GPP. At the end of the paper, we discussed the uncertainties and limitations of MVP-LUE, and the spatiotemporal distribution patterns of mangrove ecosystem GPP not only be constrained by environmental factors, but species composition and forest age structure can also be driving factors. The results of this study provide basic data to assess the contribution of regional mangrove forests to the global carbon cycle, and theoretical support to reveal the key environmental factors affecting mangrove ecosystem carbon dynamics.

Key words: MVP-LUE model, Sentinel-2, spatiotemporal distribution, limiting factors, mangrove ecosystem, Hainan Island

红树林作为最富碳的生态系统之一，年碳吸收速率为成熟热带森林的 2~4 倍，其地下碳储量可达热带雨林的 4~18 倍（Baba et al., 2004），是全球重要的碳汇（Alongi, 2012）。准确估算红树林总初级生产力（gross primary production，GPP）对于了解红树林碳循环过程及评估其对全球碳循环的贡献非常重要；此外，深入探究红树林生态系统 GPP 对环境因素的响应不仅有助于增强模型预测的精度，而且有利于掌握气候变化对于红树林生态系统生产力的影响。

然而，红树林分布于海岸潮间带，受到陆海协同作用影响，估算其 GPP 不仅需要考虑典型陆地生态系统的环境影响因子[如空气温度（air temperature，T_{air}）、饱和水汽压差（vapor pressure deficit，VPD）、光合有效辐射（photosynthetically active radiation，PAR）等（Sun et al., 2019）]，还应考虑到海洋水面温度（sea surface temperature，SST）和海水盐度（sea water salinity，SAL）等生境特性影响因子（Wu et al., 2023）。学者已经取得了丰富的关于环境因子对红树林 GPP 影响的科学发现（Rodda et al., 2022），最优光合作用 T_{air} 为 28~32 °C（Gilman et al., 2008），过高或过低的 T_{air} 均会降低光合酶促反应速率；同时，高温也会降低气孔导

度以应对高蒸散发需求，进而限制 GPP（Niu et al., 2012）。VPD 也是蒸散发需求的表征因子，较高的 VPD 将导致红树林气孔闭合（Barr, 2005; Alongi, 2009），限制光合作用。红树林碳的同化在较低水平上受到太阳辐射的显著影响，而高 PAR 会给冠层带来过多的光吸收和热量，降低冠层的光能利用效率（light use efficiency，LUE）导致 GPP 降低（Cui et al., 2018）。此外，受到周期性潮汐作用，尽管红树林已经发展出特殊的结构或组织来适应这种苛刻的环境（Cui et al., 2018），但 SST 和 SAL 这两个环境因子仍然是影响红树林 GPP 的关键（Barr et al., 2013; Zheng & Takeuchi, 2022）。SAL 在最佳范围内（5~15 ppt）对红树生长和光合生产具有强烈的正向影响（Liu & Lai, 2019），SAL 过高则导致了红树林的根系环境中的负渗透压（Barr et al., 2010; Noor et al., 2015），限制水分供应，抑制光合作用。潮汐淹没也会改变土壤温度，对红树植物根部的生理代谢和叶部的光合作用产生影响，土温过低会冻结红树林的木质部，抑制水分输送，限制光合活动（Zheng & Takeuchi, 2022）；土温过高根部呼吸作用增强，大量脱落酸经木质部输送至地上部，降低气孔导度，抑制光合速率。潮汐作用使得红树林地区土温难以测量，但土温与 SST 相关性良好，以 SST 表征土温（Quisthoudt et al., 2012; Barr et al., 2013）便给红树的相关研究带来了便利。同时，SST 决定着红树分布的纬度上限（Quisthoudt et al., 2012; Ximenes et al., 2018），并且多项研究也表明 SST 是红树植物生长的关键气候调节因子（Brienen et al., 2010; Ximenes et al., 2018），在准确估算红树林 GPP 方面表现出巨大的潜力。

在 GPP 的估算手段方面，传统的观测方法中静态箱法灵敏度高、价格便宜，但箱体本身会扰动观测环境且难以获得连续的时间和空间数据（宋霞等，2003），人力成本高。涡度相关法（eddy covariance，EC）可以获取长期连续的观测数据，是估算站点尺度的红树林生态系统 GPP 的最优方式，为区域尺度 GPP 估算提供了校准参考依据，可依旧面临通量点位少、分布不均且空间不连续等劣势（Liu & Lai, 2019）。传统估算模型中统计模型估算结果误差大（Yoshikai et al., 2022）；过程模型模型结构过于复杂，模型间的差异甚至高于估算的不确定性本身（Sun et al., 2019），并且基于典型陆地生态系统所获得的过程参数是否适用于红树林生态系统还有待验证（Yoshikai et al., 2022）。随着遥感（remote sensing，RS）技术的发展，基于 LUE 理论的模型逐渐成为了区域尺度 GPP 估算的主要方法（Song, 2013）。LUE 模型由 Monteith（1972）首次提出，现已开发了一系列广泛应用的模型（Sun et al., 2019），对于评估生态系统 GPP 具有重要的实践意义。但受限于红树林独特的生境，且红树通量塔测量数量不足（Pastorello et al., 2020），准确估算红树林生态系统的 GPP 具有一定的难度。随着 Barr 等首先根据包含海洋水文的环境因子对红树林 LUE 的影响，建立了针对红树林生态系统的 LUE 模型，并估算了在南佛罗里达大沼泽地国家公园红树林生态系统 GPP，且表现良好（Barr et al., 2013）；Zheng 等人在 Barr 模型的基础上量化了 SST 和 SAL 对红树林生态系统 GPP 的影响，改进了红树林植被光合作用-光能利用效率（mangrove vegetation photosynthesis light use efficiency，MVP-LUE）模型，并估算了中国沿岸 18°—28° N 范围的红树林生态系统 GPP，其准确度远高于 MODIS 等遥感产品（Zheng & Takeuchi, 2022）；Wu 等（2023）则利用改进的 MVP-LUE 就台风影响后的红树林生态系统 GPP 恢复情况开展分析，也得到了 MVP-LUE 精度良好的结论；这都为开展区域尺度红树林生态系统 GPP 的估算奠定了理论与技术基础。

准确估算红树林生态系统 GPP 并解释其时空分布格局对于了解红树林生态系统碳过程具有重要意义。海南岛红树林湿地资源丰富，红树植物资源占全国总数的 95%，也是我国红树林分布最集中、保存最完整的地区（王鸿平，2018），是开展红树林 GPP 时空分布格局研究的理想场地。本研究以海南岛红树林生态系统作为研究对象，利用哨兵-2 影像与再分析气象数据，基于海南岛本地化的 MVP-LUE 模型，估算 2016—2020 年海南岛红树林生态系统 GPP，探讨海南岛红树林生态系统 GPP 时空分布格局及其形成机制。拟通过对上述

问题的阐述为评估区域红树林对于全球碳循环的贡献提供基础数据，为揭示影响红树林生态系统碳动态的关键环境因素提供理论支撑，为未来红树林蓝碳潜力计量提供基础数据和技术支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

海南岛（18°20′—20°10′N，108°21′—111°03′E）面积约 35 000 km^2，属热带季风气候，年均气温 25 ℃，年降水量 1 000 至 2 600 mm（Cui et al., 2022），雨旱两季分明（旱季为 11 月至次年 4 月，雨季为 5 月至 10 月）（Lan et al., 2018; Cui et al., 2022; Wang et al., 2024），雨季降雨量占全年降雨量的 70%~90%（Cui et al., 2022）。红树林主要分布在海南岛东部及东北部的东寨港国家级自然保护区和青澜港省级自然保护区，北部的马袅湾和花场湾，西北部的新英湾和新盈港，以及零星分布在南部三亚、陵水和西南部东方和乐东地区（如图 1 所示）。海南岛红树林面积可达 5 699 hm^2（2022 年数据）（史娴等，2023），拥有中国最高的红树植物多样性（27 种真红树中的 26 种）和最高的碳储存能力（Liu et al., 2014）。

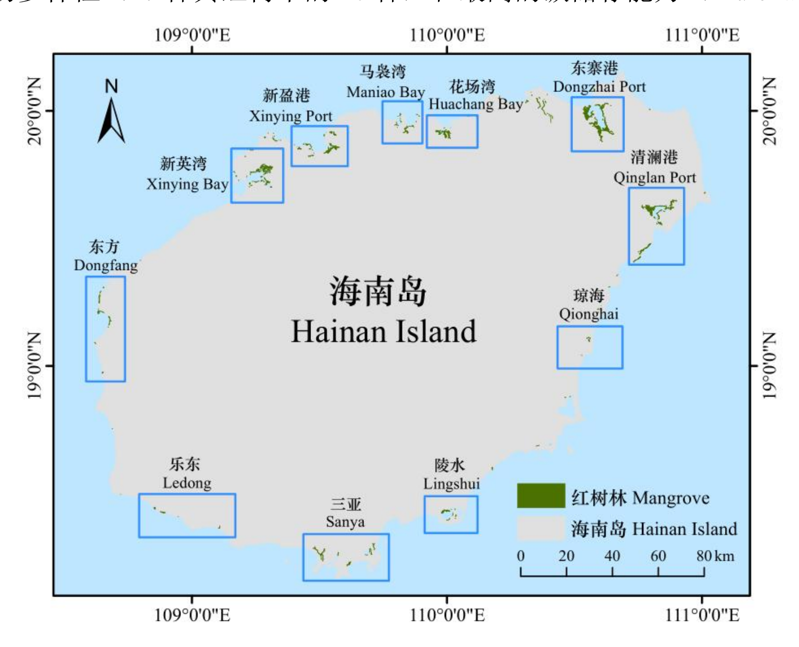


图 1 海南岛红树林分布图

Fig. 1 Distribution map of mangrove forests in Hainan Island

1.2 数据来源

1.2.1 红树林分布数据

以第三次全国国土调查结果确定红树林分布的大致范围，利用 2022 年的“吉林一号”和“内蒙古一号”高分辨率（0.5 m 空间分辨率）多光谱卫星图像，通过目视解译结合实地调查验证，得到海南岛红树林分布现状数据。

1.2.2 卫星数据

本研究中使用了 2015 年 1 月至 2022 年 12 月的 Sentinel-2 影像，包括 Sentinel-2A 和 Sentinel-2B 的 1 000 期 L1C 和 74 期 L2A 影像，并通过哨兵数据应用平台计算吸收光合有效辐射吸收系数（fraction of absorbed photosynthetically active radiation，fAPAR），空间分辨率为 10 m，时间上采用最大值合成法（Holben, 1986）获得逐月 fAPAR。

1.2.3 环境数据

本研究使用的环境数据主要包括气象数据和海洋水文数据，包括 T_{air}、VPD、PAR、SST 和 SAL。为与 fAPAR 的空间分辨率一致，采用双线性插值法将环境因子数据重采样至 10 m 分辨率。环境因子数据集详细参数见表 1。

表 1 环境因子数据及来源

Table 1 Environmental factor data and sources

数据 Data	时间 Time	分辨率 Resolution 空间 Spatial	分辨率 Resolution 时间 Temporal	产品名称 Product name	数据源 Data source
光合有效辐射 PAR	2016—2020	0.05°	逐月 Monthly	PAR 产品 PAR product	http://www.glass.umd.edu/index.html
空气温度 T_{air}	2016—2020	0.25°	每日 Daily	ERA5 再分析数据 ERA5 reanalysis data	https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/search?type=dataset
海水表面温度 SST	2016—2020	0.08°	每日 Daily	ERA5 再分析数据 ERA5 reanalysis data	https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/search?type=dataset
海水表面盐度 SAL	2016—2020	0.08°	每日 Daily	混合坐标海洋模式 SAL 数据集 HYCOM SAL dataset	https://code.earthengine.google.com/
饱和水汽压差 VPD	2016—2020	~4 km	逐月 Monthly	TerraClimate 数据集 TerraClimate dataset	https://code.earthengine.google.com/

1.3 红树植物光合作用-光能利用效率模型（MVP-LUE）

本研究采用 Wu 等人改进的 MVP-LUE 模型（Wu et al., 2023），该模型是在 Zheng 和 Takeuchi（2022）将 T_{air}、SST、PAR、VPD 和 SAL 作为影响红树林 LUE 的环境因素且定义相应的缩放因子建立的 MVP-LUE 模型基础上，结合海南岛所处纬度范围，确定了海南岛红树林生态系统本地化参数的 MVP-LUE。MVP-LUE 模型被用来估算了中国 18°~28° N 红树林的 GPP（Zheng & Takeuchi, 2022），并在估算儋州湾红树林 GPP 中取得了较好的结果（Wu et al., 2023）。MVP-LUE 模型基础算法如下：

$$GPP = PAR \times fAPAR \times LUE \tag{1}$$

式中：GPP 表示总初级生产力；PAR 表示光合有效辐射；$fAPAR$ 表示光合有效辐射吸收系数；LUE 则根据环境压力对最大光能利用效率 LUE_{max} 的缩放情况进行量化。量化公式如下：

$$LUE = LUE_{max} \times T_{air\ scalar} \times VPD_{scalar} \times SST_{scalar} \times SAL_{scalar} \times PAR_{scalar} \tag{2}$$

式中：LUE_{max} 为最大 LUE，$T_{air\ scalar}$、VPD_{scalar}、SST_{scalar}、SAL_{scalar} 和 PAR_{scalar} 分别为 T_{air}、VPD、SST、SAL 和 PAR 对红树林 LUE 影响的限制因子，模型各参数与缩放因子的计算方式详见 Wu 等（2023）。

1.4 Theil-Sen 与 Mann-Kendall 趋势分析

非参数统计的 Theil-Sen 趋势分析和非参数 Mann-Kendall 检验方法结合，能很好地应用于长时间序列数据的趋势分析中且目前已得到广泛应用（Sen, 1968; Tucker et al., 1991），其中，Theil-Sen 趋势分析对测量误差、离群数据的敏感性较低，可以减少数据异常值的影响；

而 Mann-Kendall 是一种非参数统计检验方法，该方法不要求测量数据遵循正态分布，具有抵抗数据误差的能力（Milich et al., 2000）。因此，本研究使用 Theil-Sen 结合 Mann-Kendall 趋势分析方法进一步分析海南岛红树林生态系统 GPP 在 2016—2020 年的整体变化趋势。

1.5　研究流程

本研究技术路线如图 2 所示：（1）利用高分辨率卫星遥感影像通过目视解译获取海南岛红树林分布；（2）提取海南岛红树林分布区的环境因子数据，并进行逐月合成；（3）计算逐月环境压力的缩放因子，利用 MVP-LUE 模型估算 2016—2020 年海南岛红树林生态系统 GPP；（4）绘制海南岛红树林生态系统 GPP 及各环境因子缩放值的时空分布格局，探究海南岛红树林生态系统月均 GPP 时空分布格局形成机制。

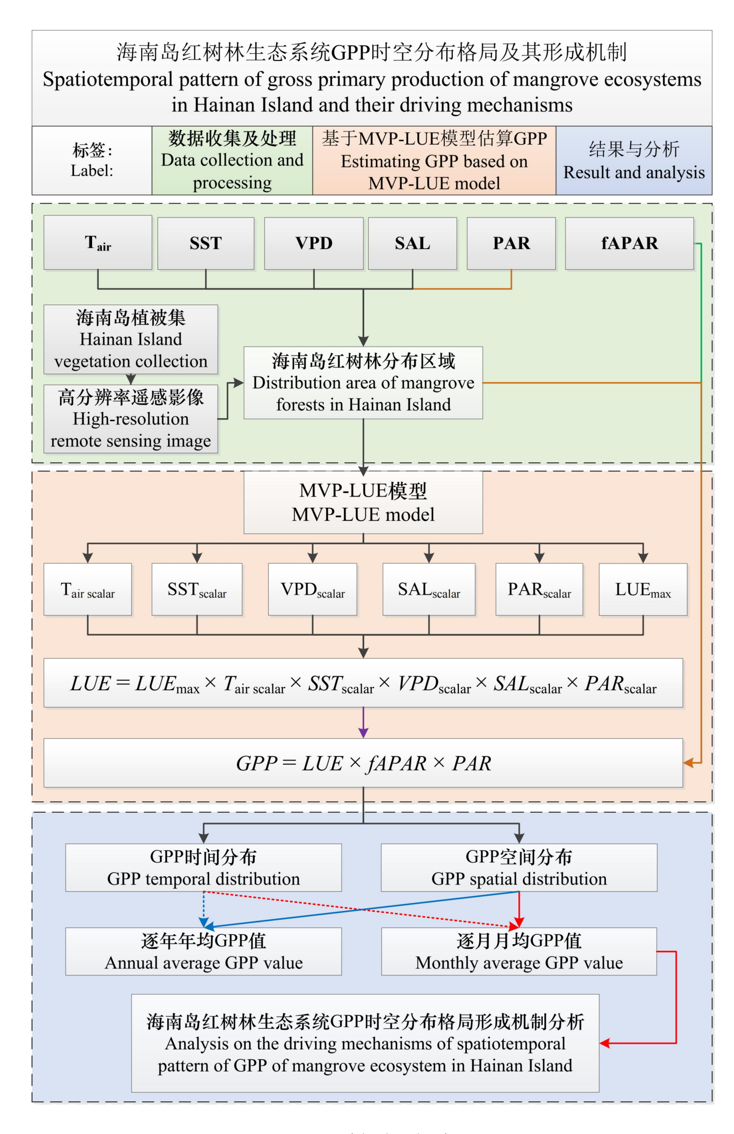


图 2　技术路线

Fig. 2　Technical flowchart

2　结果与分析

2.1　海南岛红树林生态系统 GPP 时间分布特征

2016 至 2020 年海南岛红树林生态系统年际和年内 GPP 分布如图 3 所示。海南岛红树林生态系统年 GPP 在 2016 年至 2019 年持续增加，由(1 305.35±649.46) g C·m^{-2}·year^{-1} 提高

至(1 591.45±747.37) g C·m^{-2}·year^{-1}，2019 至 2020 年有所降低，但整体上呈现出增长趋势，多年均值为(1 448.58±679.06) g C·m^{-2}·year^{-1}。海南岛整体的多年月均 GPP 呈现出年内单峰特征，“旱→雨”过渡期较高，峰值出现在 4 月[(184.74±99.38) g C·m^{-2}·month^{-1}]，而旱季中期最低，最低值出现在 1 月[(77.75±42.51) g C·m^{-2}·month^{-1}]，月均 GPP 为(120.72±30) g C·m^{-2}·month^{-1}。

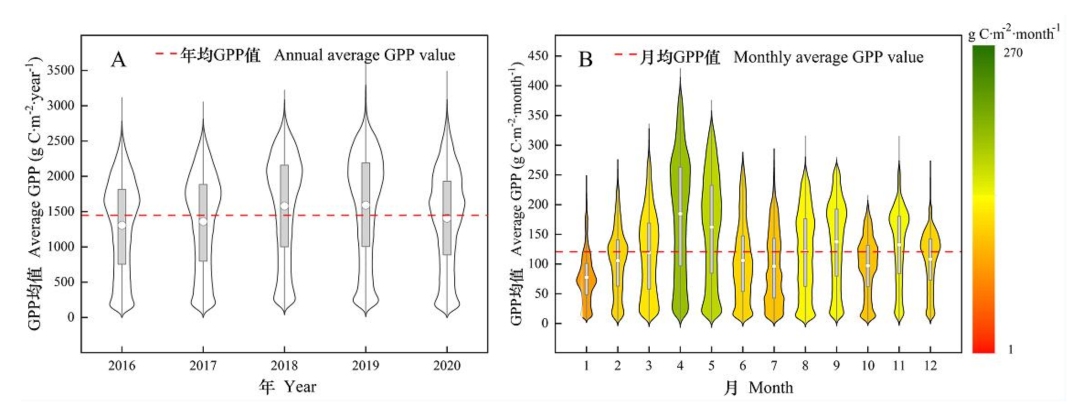


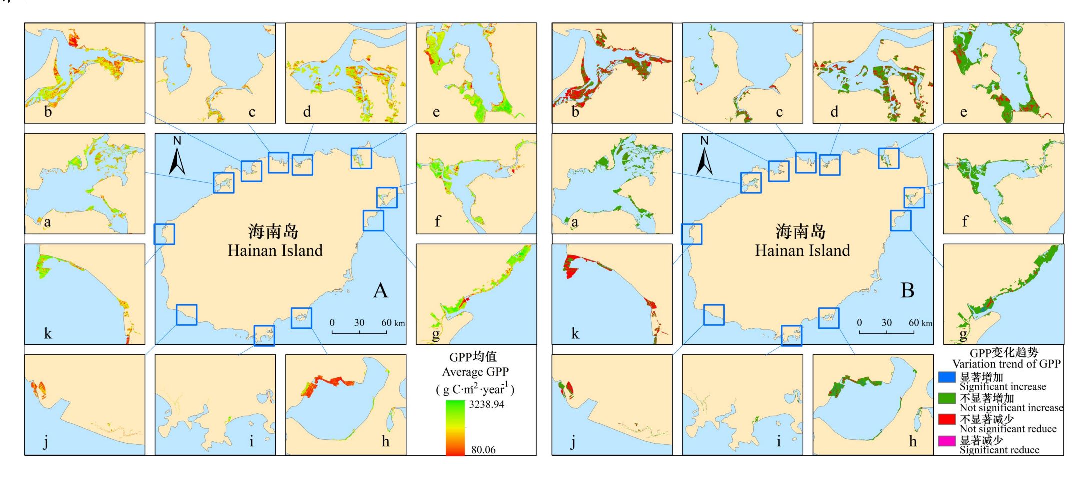
图 3 海南岛红树林生态系统年际（A）和年内（B）GPP 分布

Fig. 3 Interannual (**A**) and intra-annual (**B**) GPP for mangrove ecosystems in Hainan Island

2.2 海南岛红树林生态系统 GPP 空间分布特征

2.2.1 年际 GPP 空间分布与趋势分析

海南岛红树林生态系统年均 GPP 的空间分布（图 4：A）整体呈现“东高西低，北高南低”的空间分布格局，高值主要集中在东部及东北部（东寨港、清澜港）。空间上，通过 Theil-Sen 值趋势分析和 Mann-Kendall 显著性检验可以发现，海南岛 80.96%面积的红树林生态系统 GPP 呈现增加趋势，但该增长趋势并不显著（图 4：B）；19.03%面积的红树林呈现 GPP 降低趋势，主要集中在岛西部的东方与北部的新盈湾等地区，也无法通过显著性检验。另有 1.12%与 0.14%面积的红树林分别呈现出显著性增加与降低趋势，零星分布于南部与北部。



a. 新英湾；**b**. 新盈港；**c**. 马袅湾；**d**. 花场湾；**e**. 东寨港；**f**. 清澜港-会文；**g**. 清澜港-冠南；**h**. 陵水；**i**. 三亚；**j**. 乐东；**k**. 东方。

a. Xinying Bay; **b**. Xinying Port; **c**. Maniao Bay; **d**. Huachang Bay; **e**. Dongzhai Port; **f**. Qinglan Port-Huiwen; **g**. Qinglan Port-Guannan; **h**. Lingshui; **i**. Sanya; **j**. Ledong; **k**. Dongfang.

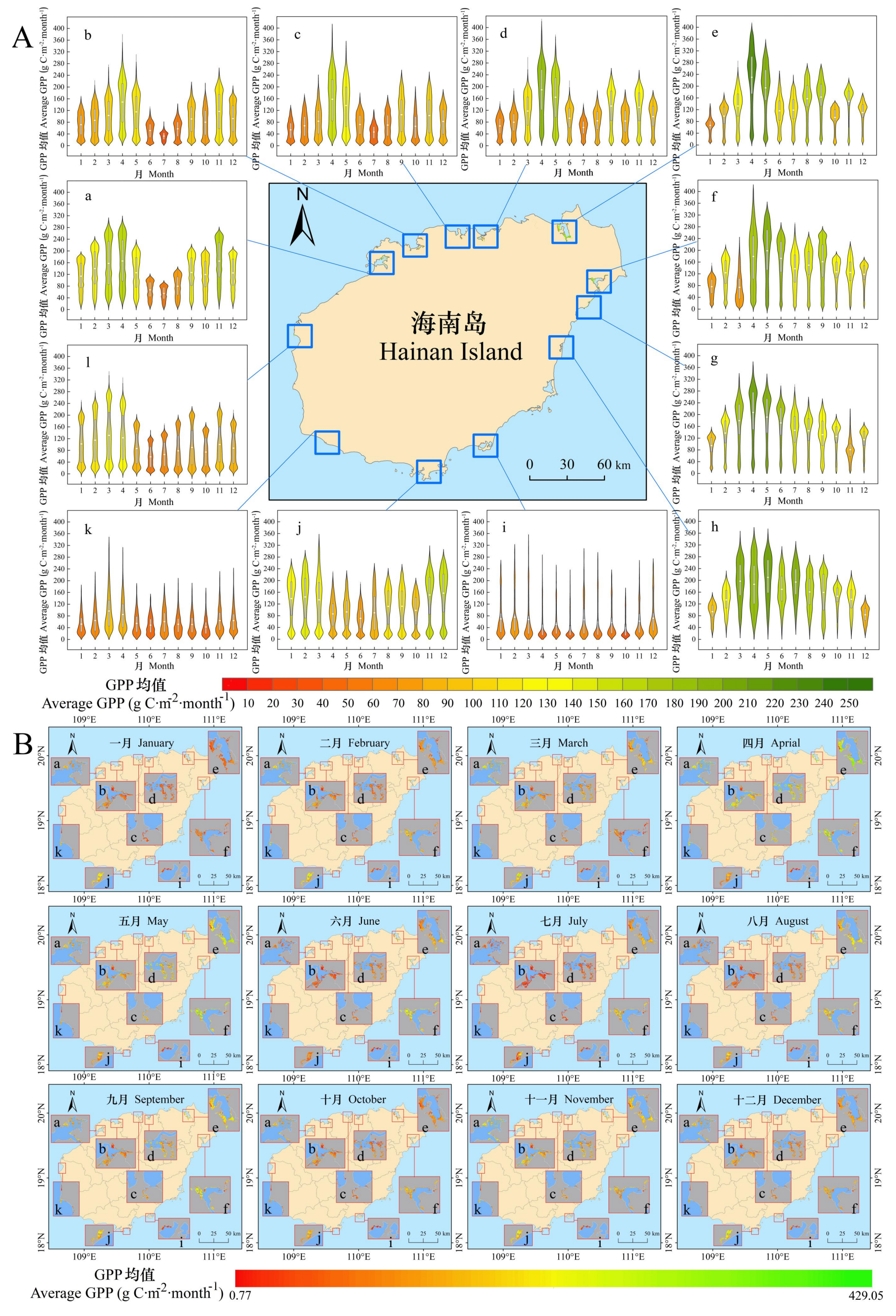
图 4 海南岛红树林生态系统年均 GPP 空间分布（A）和变化趋势（B）图

Fig. 4 Annual average GPP spatial distribution (**A**) and change trend (**B**) maps for mangrove

ecosystems in Hainan Island

2.2.2 海南岛红树林月尺度 GPP 时空分布格局

海南岛红树林多年月均 GPP 时空间分布如图 5 所示。海南岛北缘由东向西年内 GPP 双峰特征逐渐明显，分别出现在“雨↔旱”两季的过渡期；海南岛东部及东北部红树林年内单峰特征显著，峰值出现在旱季向雨季转换的 4 月；而南部地区，整体上 GPP 较低，并且呈现出了旱季高于雨季的特征。从空间上看年内 GPP 分配，海南岛各区域红树林生态系统逐月 GPP 变化特征差异明显，岛西部、北部和东部红树林生态系统 GPP 在月均尺度上呈现较大的波动；南部的红树林生态系统逐月 GPP 变化相对较为稳定。



a. 新英湾；**b**. 新盈港；**c**. 马袅湾；**d**. 花场湾；**e**. 东寨港；**f**. 清澜港-会文；**g**. 清澜港-冠南；**h**. 琼海；**i**. 陵水；**j**. 三亚；**k**. 乐东；**l**. 东方。下同。

a. Xinying Bay; **b**. Xinying Port; **c**. Maniao Bay; **d**. Huachang Bay; **e**. Dongzhai Port; **f**. Qinglan Port-Huiwen; **g**. Qinglan Port-Guannan; **h**. Qionghai; **i**. Lingshui;; **j**. Sanya; **k**. Ledong; **l**. Dongfang. The same below.

图 5 海南岛典型红树林区域逐月 GPP 时间（A）和空间（B）分布图

Fig. 5 Monthly GPP temporal (**A**) and spatial (**B**) distribution maps for typical mangrove regions in Hainan Island

2.3 时空分布格局的形成机制分析

本研究利用 MVP-LUE 模型的环境限制因子（PAR_{scalar}、SAL_{scalar}、SST_{scalar}、$T_{air\ scalar}$、VPD_{scalar}）表征红树林生态系统 GPP 的环境压力，各制约因素的年内分布特征如图 6 所示，各区域不同时间段的主导限制因素不同。全年 SAL 的限制变幅较低；而 SST 限制的变幅则较高，在东部地区 SST 主导雨季后期，在北部和西部 SST 则会主导整个雨季，并且限制也强于东部与南部。与 SST 不同，T_{air} 同样作为环境温度压力，对各区域红树 GPP 显著的年内分布特征较为一致，呈双峰，旱季与雨季中期的制约性最强，雨旱两季过渡期的限制则较低；随着纬度的降低，红树林 GPP 受 T_{air} 的限制程度减弱；主导东部、东北部及北部地区旱季中期（12 月至翌年 2 月左右）红树林生态系统 GPP。水分压力（VPD_{scalar}）与辐射资源限制（PAR_{scalar}）表现出一致的年内单峰变化特征，雨季的限制强于旱季；全岛各处红树林生态系统 GPP 均未受到水分压力主导，但辐射限制却主导着大部分地区红树林生态系统 GPP；东部地区清澜港与琼海红树林生态系统由旱季向雨季过渡直至雨季中期均受到 PAR 的强烈限制，岛北地区旱雨过渡期、南部旱季中期至末期也主要受到 PAR 的制约。

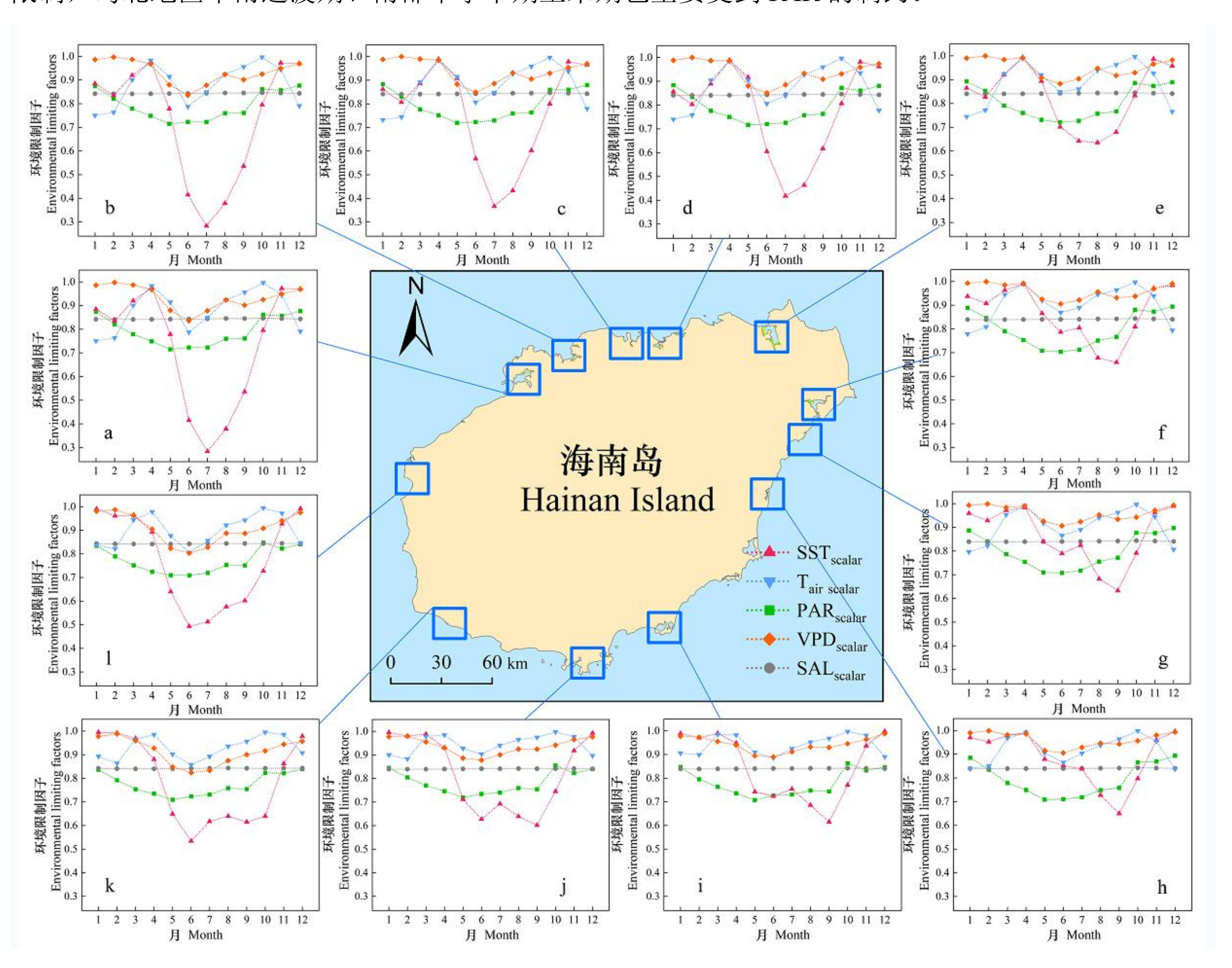


图 6 限制因子对海南岛红树林生态系统月均 GPP 时空分布格局的影响

Fig. 6 Influence of limiting factors on spatiotemporal distribution patterns of monthly average GPP in mangrove ecosystems of Hainan Island

3 讨论

3.1 模型不确定性

本研究利用 Sentinel-2 影像和环境因子数据，基于 MVP-LUE 模型（Zheng & Takeuchi, 2022）估算了 10 m 分辨率下 2016—2020 年海南岛红树林生态系统 GPP。通过对比现有研究发现该 MVP-LUE 模型在估算海南岛红树林生态系统 GPP 方面具有很高的适用性。其中，Zheng 等使用该 MVP-LUE 模型估算的中国红树林 GPP 其研究区域已包含海南岛（Zheng & Takeuchi, 2022），估计值的均方根误差（Root Mean Square Error，RMSE）为 0.005 1~0.006 8 g $C·m^{-2}·d^{-1}$ 与实测值趋势接近，表现显著高于 MOD17（RMSE=0.021 7~0.022 0 g $C·m^{-2}·d^{-1}$）；Wu 等（2023）使用该 MVP-LUE 模型则直接估算了海南岛儋州湾红树林 GPP，其估计值与 MODIS GPP 产品经过交叉验证得到其 RMSE 分别为（0.61 和 1.62 g $C·m^{-2}·d^{-1}$），也更相对准确。此外，该模型相较于现有的模型在模拟性能的提高上具有更大的优势，如杨昊翔（2020）将 SAL 参数化耦合进光能利用率模型后的 LUE_{salt} 模型所估算的云霄站和雷州站的红树林 GPP（RMSE=0.99 和 0.88 g $C·m^{-2}·d^{-1}$）相比于 VPM 模型（RMSE=1.08 和 1.14 g $C·m^{-2}·d^{-1}$）估算的结果在模型性能的提升方面较明显。因此，MVP-LUE 模型能够很好地用于估算海南岛红树林生态系统 GPP（表 2）。

然而，基于 MVP-LUE 模型估算的红树林生态系统 GPP 还存在一定的不确定性，其不确定性主要来源于：（1）MVP-LUE 模型的参数是针对红树林生态系统，而不是某一种具体的红树林植物种类。不同红树林植物种类与环境关系的差异使红树林具有不同的最适生长环境条件（Call et al., 2019），比如老鼠簕不耐盐（黄源欣等，2023），而同为真红树植物的白骨壤则耐盐和耐水淹的能力强，是中国红树林中抗盐性最强的红树林先锋树种（杨锋等，2021）。不同红树林植物种类耐受的环境压力（生态幅）差异会带来一定的不确定性。其次，植物在不同发育阶段的 LUE_{max} 也存在差异（Coops et al., 2010; 高德新等，2021），因此，树龄对参数设置所带来的不确定性也不可忽视；较好的一点是 MVP-LUE 模型的参数中含 fAPAR，与归一化植被指数（normalized difference vegetation index，NDVI）具有良好的相关关系（Yuan et al., 2019），能够表征林龄、营养、冠层结构等综合性状，一定程度上会降低模型不确定性。（2）不同环境变量之间存在共线性作用。例如 T_{air} 和 SST 限制相互关联，在一定程度上提高了温度条件的约束（Call et al., 2019），因此，不同环境变量之间的交互性不明确会增加模型估算的不确定性。（3）遥感数据相对较低的时间分辨率（颜秀花等，2019；杨昊翔，2020; 辜晓虹等，2023）以及再分析数据较低的空间分辨率均会影响估算的准确性。

本研究中未涉及降水影响，主要考虑到海南岛雨季降雨量较高，可达全年总降雨量的 70%~90%（Cui et al., 2022），其中以热雷雨和台风雨为主，二者降水量可达 90%以上。热雷雨及台风雨短时、快速、大量，大部分形成径流无法被生态系统所利用，因此在月尺度上将降水量作为环境压力会带来较大的不确定性。但水资源作为生态系统重要的环境因子，是需要被考虑的，本研究中采用 VPD 与 SAL 并结合 PAR 进行代理，水资源充足时 VPD 较低，SAL 可以衡量红树林生态系统的淡水输入量，PAR 较高则表征云覆盖低降水量不足。以此降低降水量对于 MVP-LUE 模型的不确定性。

表 2 本研究所采用 MVP-LUE 模型的精度分析

Table 2 Accuracy analysis of the MVP-LUE model adopted in this study

研究区 Study area	本研究的均方根误差 RMSE in the study （g $C·m^{-2}·d^{-1}$）	MODIS 产品或其他 LUE 模型估算的均方根误差 RMSE of MODIS products or other LUE models	来源 References

		（g C·m^{-2}·d^{-1}）	
中国红树林 Mangrove forests in China	0.005 1~0.006 8	0.021 7~0.022 0	Zheng & Takeuchi, 2022
海南岛儋州湾红树林 Mangrove forests in Danzhou Bay, Hainan Island	0.61	1.62	Wu et al., 2023
福建省云霄站红树林 Mangrove forests at Yunxiao Station, Fujian Province	0.99	1.08	杨昊翔，2020
广东省雷州站红树林 Mangrove forests at Leizhou Station, Guangdong Province	0.88	1.14	杨昊翔，2020

3.2 时空分布格局的形成机制

海南岛整体的逐月 GPP 变化特征与东部、东北部红树林逐月 GPP 相似，主要由于东部与东北部红树林分布面积广，面积权重较高。在旱季中期（12 至次年 2 月）我国东部近海及南海北部的海温偏低且受海洋热力强迫作用，使得冷空气更易南下影响海南岛，使海南岛 12 至次年 2 月气温偏低（朱晶晶等，2018），低温被广泛认为是全球红树林纬度范围的主要控制因素（Lugo & Zucca, 1977; Tomlinson, 1986; Duke et al., 1998），Walsh 等（1974）认为适合红树林生长的温度条件是：最冷月均温度高于 20 ℃，且季节温差不超过 5 ℃的热带型温度，低温可能会抑制红树的光合速率，导致了 T_{air} 是海南岛红树林生态系统 GPP 在 12 至次年 2 月主要的环境限制因子，但是随着纬度的降低而 T_{air} 逐渐升高，使得海南岛南部受到 T_{air} 的限制有所减弱。到了旱季末期和雨季初期（3—5 月），PAR 逐渐成为主要限制因子，但由于未完全进入雨季，云覆盖度尚未达到峰值，因此 PAR 限制并不强；同时温度的回升，逐渐接近最优光合温度，提高了光合酶促反应速率；渐入雨季湿度同时也不是限制红树光合生产的因子；综上，海南岛红树林生态系统 GPP 整体上呈现出旱季向雨季过渡期的峰值。而后，在雨季（6—10 月），随着 SST 的逐渐升高，SST 成为主要的环境限制因子，红树光合速率降低可能与 SST 超过红树最适 SST 而使其酶活性降低有关；此外，由于 SST 呈现由西北向东南递减空间分布格局，因而海南岛 6—10 月受 SST 的限制也由西北向东南递减。然而，SAL 在不同月份下和位置上都较为稳定，对海南岛红树林的 GPP 影响很小。VPD 同 SAL 相似，对红树林 GPP 的限制很小，虽然温度较高会使得 VPD 升高，但伴随雨季的降水湿度也较大，因而 VPD 对红树林 GPP 的限制低。从整体上看，海南岛西部、北部和东部地区的红树林生态系统 GPP 表现出较大的月均 GPP 波动，这可能由于海南岛西部为背风坡，降水量少，受西北季风强弱和降水分布的影响较大；东部为迎风坡，受东南季风影响较大，雨季期间湿度高；此外，由于海南岛地形中间高周边低，东部和北部多为丘陵山地，海南岛北部也易受东南季风影响。相较之下，海南岛南部受五指山阻断东南季风，气候条件较为稳定，包括相对较为恒定的水热分布，因而月均 GPP 值相对较为稳定。

4 结论

本研究利用 Sentinel-2 影像和环境因子数据，基于 MVP-LUE 模型估算了 2016—2020 年海南岛红树林生态系统 GPP 时空分布格局，并探讨了其形成机制。结果表明，研究期间

内，海南岛红树林生态系统年 GPP 呈现出增长趋势，在空间上呈现东部高于西部，北部高于南部的分布格局；在形成机制上，海南岛红树林生态系统月均 GPP 时空分布格局受到多气象因素综合影响，年内季节性上 GPP 在“旱→雨”过渡期随着 T_{air} 的限制降低和 PAR 与 SST 的促进作用，展现出较高的 GPP；旱季中期 T_{air} 低，对 GPP 的限制严重，但随着纬度的降低，红树林生态系统 GPP 受 T_{air} 限制的程度被减弱；雨季则由于较高的云覆盖，使得 PAR 成为 GPP 的限制因素。

参考文献：

ALONGI DM, 2009. The energetics of mangrove forests[M]. Dordrecht: Springer Netherlands: 17-27.

ALONGI DM, 2012. Carbon sequestration in mangrove forests[J]. Carbon Manag, 3(3): 313-322.

BABA S, GORDON C, KAINUMA M, et al., 2004. The global mangrove database and information system (GLOMIS): Present status and future trends[M]// VANDEN BERGHE E, BROWN M, COSTELLO MJ, et al. IOC Workshop Reports 188. Paris: UNESCO: 3-14.

BARR JG, 2005. Carbon assimilation by riverine mangroves in the Florida Everglades[D]. Charlottesville: University of Virginia: 35-99 .

BARR JG, ENGEL V, FUENTES JD, et al., 2010. Controls on mangrove forest-atmosphere carbon dioxide exchanges in western Everglades National Park[J]. J Geophys Res-Biogeosci, 115(G2): G02020.

BARR JG, ENGEL V, FUENTES JD, et al., 2013. Modeling light use efficiency in a subtropical mangrove forest equipped with CO_2 eddy covariance[J]. Biogeosciences, 10(3): 2145-2158.

BRIENEN RJW, LEBRIJA-TREJOS E, ZUIDEMA PA, et al., 2010. Climate-growth analysis for a Mexican dry forest tree shows strong impact of sea surface temperatures and predicts future growth declines[J]. Glob Change Biol, 16(7): 2001-2012.

CALL M, SANTOS IR, DITTMAR T, et al., 2019. High pore-water derived CO_2 and CH_4 emissions from a macro-tidal mangrove creek in the Amazon region[J]. Geochim Cosmochim Acta, 247: 106-120.

COOPS NC, HILKER T, HALL FG, et al., 2010. Estimation of light-use efficiency of terrestrial ecosystems from space: A status report[J]. BioScience, 60(10): 788-797.

CUI W, XIONG Q, ZHENG Y, et al., 2022. A study on the vulnerability of the gross primary production of rubber plantations to regional short-term flash drought over Hainan Island[J]. Forests, 13(6): 893.

CUI X, LIANG J, LU W, et al., 2018. Stronger ecosystem carbon sequestration potential of mangrove wetlands with respect to terrestrial forests in subtropical China[J]. Agr Forest Meteorol, 249: 71-80.

DUKE NC, BALL MC, ELLISON JC, 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves[J]. Global Ecol Biogeogr Lett, 7(1): 27-47.

GAO DX, WANG S, LI Y, et al., 2021. Vegetation light energy use efficiency: Models and their uncertainties[J]. Acta Ecol Sin, 41(14): 5507-5516. [高德新，王帅，李琰，等，2021. 植被光能利用率：模型及其不确定性[J]. 生态学报，41(14)：5507-5516.]

GILMAN EL, ELLISON J, DUKE NC, et al., 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review[J]. Aquat Bot, 89(2): 237-250.

GU XH, QIU PH, CHEN W, et al., 2023. Analysis of mangrove forest changes and their association with surrounding communities in Dongzhaigang Nature Reserve, Haikou[J]. Trop Geogr, 43(1): 43-58. [辜晓虹，邱彭华，陈卫，等，2023. 海口东寨港自然保护区红树林变

化及其与周边社区关联分析[J]. 热带地理，43(1)：43-58.]
HOLBEN BN, 1986. Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data[J]. Int J Remote Sens, 7: 1417-1434.
HUANG YX, XIN K, XIONG YM, et al., 2023. Growth adaptability of rats based on multiple environmental factors[J]. J Cent South Univ For Technol, 43(5): 86-94. [黄源欣，辛琨，熊燕梅，等，2023. 基于多环境因子条件下老鼠簕的生长适应性[J]. 中南林业科技大学学报，43(5)：86-94.]
LAN G, LI Y, LESUEUR D, et al., 2018. Seasonal changes impact soil bacterial communities in a rubber plantation on Hainan Island, China[J]. Sci Total Environ, 626: 826-834.
LI MS, LEE SY, 1997. Mangroves of China: A brief review[J]. Forest Ecol Manage, 96(3): 241-259.
LIU H, REN H, HUI D, et al., 2014. Carbon stocks and potential carbon storage in the mangrove forests of China[J]. J Environ Manage, 133: 86-93.
LIU J, LAI DYF, 2019. Subtropical mangrove wetland is a stronger carbon dioxide sink in the dry than wet seasons[J]. Agr Forest Meteorol, 278: 107644.
LUGO AE, ZUCCA CP, 1977. The impact of low temperature stress on mangrove structure and growth[J]. Trop Ecol, 18(2): 149-161.
MILICH L, WEISS E, 2000. GAC NDVI interannual coefficient of variation (CoV) images: Ground truth sampling of the Sahel along north-south transects[J]. Int J Remote Sens, 21: 235-260.
MONTEITH JL, 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems[J]. J Appl Ecol, 9(3): 747-766.
NIU S, LUO Y, FEI S, et al., 2012. Thermal optimality of net ecosystem exchange of carbon dioxide and underlying mechanisms[J]. New Phytol, 194(3): 775-783.
NOOR T, BATOOL N, MAZHAR R, et al., 2015. Effects of siltation, temperature and salinity on mangrove plants[J]. Eur Acad Res, 2(11): 14172-14179.
PASTORELLO G, TROTTA C, CANFORA E, et al., 2020. The FLUXNET2015 dataset and the ONEFlux processing pipeline for eddy covariance data[J]. Sci Data, 7(1): 225.
QUISTHOUDT K, SCHMITZ N, RANDIN CF, et al., 2012. Temperature variation among mangrove latitudinal range limits worldwide[J]. Trees, 26(6): 1919-1931.
RODDA SR, THUMATY KC, FARARODA R, et al., 2022. Unique characteristics of ecosystem CO_2 exchange in Sundarban mangrove forest and their relationship with environmental factors[J]. Estuar Coast Shelf S, 267: 107764.
SEN PK, 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall’s Tau[J]. J Am Stat Assoc, 63(324): 1379-1389.
SHI X, NEI TZ, XIONG Q, et al., 2023. Assessment of carbon stock and sequestration of the mangrove ecosystems on Hainan Island based on InVEST and MaxEnt models[J]. J Trop Agric, 14(3): 298-306.[史娴，聂堂哲，熊千，等，2023. 基于 InVEST 与 MaxEnt 模型的海南岛红树林生态系统碳储量增量预估[J]. 热带生物学报，14(3)：298-306.]
SONG C, 2013. Optical remote sensing of forest leaf area index and biomass[J]. Prog Phys Geog, 37(1): 98-113.
SONG X, LIU YF, XU XF, 2003. A comparative study of carbon fluxes measured by box method and eddy correlation method[J]. Jiangxi Sci, 21(3): 206-210. [宋霞，刘允芬，徐小锋，2003. 箱法和涡度相关法测碳通量的比较研究[J]. 江西科学，21(3)：206-210.]

SUN Z, WANG X, ZHANG X, et al., 2019. Evaluating and comparing remote sensing terrestrial GPP models for their response to climate variability and CO_2 trends[J]. Sci Total Environ, 668: 696-713.

TOMLINSON PB, 1986. The botany of mangroves[M]. Cambridge: Cambridge University Press: 46-400.

TUCKER CJ, NEWCOMB WW, LOS SO, et al., 1991. Mean and inter-year variation of growing-season normalized difference vegetation index for the Sahel 1981-1989[J]. Int J Remote Sens, 12(6): 1133-1135.

WALSH GE, 1974. Mangroves: A review[M]// REINHOLD RJ, QUEEN WH. Ecology of halophytes. New York: Academic Press: 51-174.

WANG HP, 2018. Characteristics and provenance analysis of rare earth elements in mangrove wetland sediments in northern Hainan Island[D]. Haikou: Hainan Normal University: 1-13. [王鸿平，2018. 海南岛北部红树林湿地沉积物稀土元素的特征及物源分析[D]. 海口：海南师范大学：1-13.]

WANG H, KE H, WU H, et al., 2024. Season shapes the functional diversity of microbial carbon metabolism in mangrove soils of Hainan Island, China[J]. CATENA, 235: 107710.

WU L, GUO E, AN Y, et al., 2023. Evaluating the losses and recovery of GPP in the subtropical mangrove forest directly attacked by tropical cyclone: Case study in Hainan Island[J]. Remote Sens, 15(8): 2094.

XIMENES AC, PONSONI L, LIRA CF, et al., 2018. Does sea surface temperature contribute to determining range limits and expansion of Mangroves in Eastern South America (Brazil)?[J]. Remote Sens, 10(11): 1787.

YAN XH, CAI RS, GUO HX, et al., 2019. Vulnerability assessment of mangrove ecosystem in Dongzhaigang, Hainan Province under the background of climate change[J]. J Appl Oceanogr, 38(3): 338-349. [颜秀花，蔡榕硕，郭海峡，等，2019. 气候变化背景下海南东寨港红树林生态系统的脆弱性评估[J]. 应用海洋学学报，38(3)：338-349.]

YANG F, WANG XM, ZHAO HQ, et al., 2021. A comparative study on the suitable area and comprehensive benefits of seawater rice and white bone soil planted in coastal mudflats[J]. Trop For, 49(4): 4-8. [杨锋，王冼民，赵海清，等，2021. 滨海滩涂种植海水稻与白骨壤的适宜区及综合效益对比研究[J]. 热带林业，49(4)：4-8.]

YANG HX, 2020. Analysis of carbon flux characteristics and remote sensing estimation of total primary productivity in mangrove ecosystems[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences: 1-81. [杨昊翔，2020. 红树林生态系统碳通量特征分析及总初级生产力遥感估算[D]. 北京：中国科学院大学：1-81.]

YOSHIKAI M, NAKAMURA T, SUWA R, et al., 2022. Predicting mangrove forest dynamics across a soil salinity gradient using an individual-based vegetation model linked with plant hydraulics[J]. Biogeosciences, 19(6): 1813-1832.

YUAN W, ZHENG Y, PIAO S, et al., 2019. Increased atmospheric vapor pressure deficit reduces global vegetation growth[J]. Sci Adv, 5(8): eaax1396.

ZHENG Y, TAKEUCHI W, 2022. Estimating mangrove forest gross primary production by quantifying environmental stressors in the coastal area[J]. Sci Rep, 12(1): 2238.

ZHU JJ, ZHAO XP, WU H, et al., 2018. Characteristics of cold winter climate in Hainan Island in the past 40 years and its causes[J]. Meteorol Mon, 44(10): 1286-1294. [朱晶晶，赵小平，吴慧，等，2018. 近 40 年海南岛冷冬气候特征及其成因分析[J]. 气象，44(10)：1286-1294.]